



UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
CURSO DE BACHARELADO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

THAYSE DE ALBUQUERQUE FERRAZ

Utilização de grupos funcionais fitoplancctônicos como descritores ambientais em lagos rasos no Brejo paraibano.

Areia - PB
Julho - 2018

THAYSE DE ALBUQUERQUE FERRAZ

Utilização de grupos funcionais fitoplanctônicos como descritores ambientais em lagos rasos no Brejo paraibano.

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado à Universidade Federal da Paraíba, como parte das exigências para a obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Areia, 09 de Julho de 2018.

Orientadores: Prof. Dr. Manoel Bandeira de Albuquerque
Prof. Dra. Luciana Gomes Barbosa

Areia – Paraíba
Julho - 2018

Catálogo na publicação
Seção de Catalogação e Classificação

F381u Ferraz, Thayse de Albuquerque.

Utilização de grupos funcionais fitoplanctônicos como descritores ambientais em lagos rasos no Brejo paraibano. / Thayse de Albuquerque Ferraz. - Areia, 2018.

26 f. : il.

Orientação: Manoel Bandeira de Albuquerque, Luciana Gomes Barbosa. Monografia (Graduação) - UFPB/CCA.

1. Fitoplâncton. 2. Lagos rasos. 3. Grupos funcionais. 4. Estado trófico. 5. Qualidade da água. I. Albuquerque, Manoel Bandeira de. II. Barbosa, Luciana Gomes. III. Título.

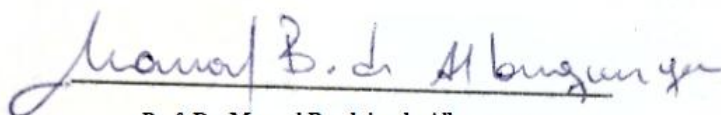
UFPB/CCA-AREIA

Utilização de grupos funcionais fitoplanctônicos como descritores ambientais em lagos rasos no Brejo paraibano.

THAYSE DE ALBUQUERQUE FERRAZ

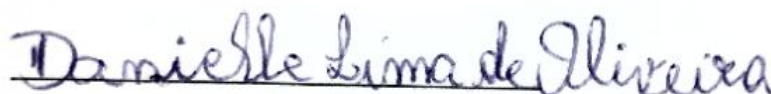
Monografia aprovada em: 09 / 07 / 2018

BANCA EXAMINADORA



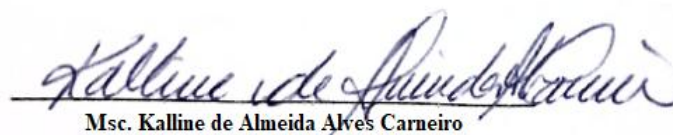
Prof. Dr. Manoel Bandeira de Albuquerque

DFCA/UEPB



Msc. Danielle Lima de Oliveira

DFCA/UEPB



Msc. Kalline de Almeida Alves Carneiro

DSER/UEPB

Areia – Paraíba

Julho – 2018

Aos meus pais por toda ajuda, amor e companheirismo...

Dedico

AGRADECIMENTOS

Agradeço Àquele que sempre esteve comigo com sua Graça e Misericórdia se renovando todas as manhãs sobre minha vida. Sou consciente que sem Teu amor, nada seria!

Agradeço aos meus pais, nas pessoas de Otaviano e Liara, saibam que todas as minhas conquistas e minha vida tem um tanto enorme de amor, carinho, respeito e gratidão à vocês. Vocês são meus espelhos e tenho tamanho orgulho de Deus ter me presenteado com uns pais tão maravilhosos. Agradeço por cada incentivo, cada ligação atendida pra ouvir meus choros, por cada puxão de orelha, cada abraço, cada ligação de preocupação, enfim, por tudo que vocês representam pra mim, os amo! Ao meu irmão, Thomas, obrigada por dividir a casa comigo durante a graduação, não foi fácil, mas sobrevivi, e por muitas vezes ter sido mototáxi pra mim (embora reclamão 95% dessas caronas), amo você.

Meu muito obrigada aos meus tios e tias, primos e primas, principalmente meus avós. Valeu por depositarem confiança no meu potencial e se alegrarem comigo nas minhas conquistas. Obrigada também ao meu namorado, Lucas Gouveia, por dividir comigo a vida e o notebook, obrigada por me apoiar e ajudar a manter a calma, obrigada pelos abraços e incentivos quando sempre precisei e também pelos puxões de orelha e conselhos, você é demais, amo-te!

Meus amigos, o que seria de mim se não existisse o meu Bacharel? Minha Panelinha? A extensão da Panelinha? Harrison Luiz (desculpas ter deixado você sem pc, mas me foi muito útil, obrigada), João Elias, Gabriel Leite, Jay Brito, Matheus Pai, Carem Nobre, Henrique Reis, Danilo Marcos (o que restou da Licenciatura), os que me aproximei depois como Thamisis, Alysson, Laís e Thayná, todos vocês são pessoas de ótimos corações e o mundo está aí para nós. Foram 4 anos (alguns menos) com cada um ao meu lado dividindo tristezas e alegrias, compartilhando um pouco do que carregam de sua cidade, de sua história e acima de tudo, conhecimento. Obrigada CCA por cada um que encontrei neste lugar, sairei daqui carregando muito de vocês comigo. Agradeço também a Galera do Yakisoba, Eliseu, Saulo, Taynne e os demais já citados, vão ter muitas barcas pela frente ainda kkk vocês são massas demais, TMJ!

Agradeço ao NULIBAC na pessoa da minha professora/orientadora Luciana Gomes, pelo acolhimento e orientações nesses últimos tempos, ao professor Manoel Bandeira por aceitar a orientação do meu trabalho, como também a Fátima que me ajudou bastante neste trabalho, que Deus abençoe sempre vossas vidas. Aos colegas de laboratório: Kika, Karine, Dani, Verônica e João Paulo (tu é dez, obrigada pela ajuda mesmo com a distância), valeu pela parceria de vocês, sucesso à todos.

Sumário

Introdução	9
2. Material e métodos	11
2.1 Área de estudo	11
2.2 Amostragem	12
2.3 <i>Variáveis limnológicas</i>	12
2.4 <i>Comunidades fitoplanctônicas</i>	13
2.5 <i>Análise estatística</i>	13
3. Resultados	14
3.1 Precipitação pluviométrica	14
3.2 Variáveis limnológicas	14
3.3 Comunidade fitoplanctônicas e grupos funcionais	16
4. Discussão	21
5. Considerações finais	23
6. Agradecimentos	23
7. Referências	23

RESUMO - Utilização de grupos funcionais fitoplanctônicos como descritores ambientais em lagos rasos no Brejo paraibano.

A caracterização de lagos rasos é essencial para o entendimento da diversidade e manejo de ecossistemas aquáticos. Nesse sentido, as comunidades fitoplanctônicas são importantes na caracterização ambiental, sendo potenciais indicadoras de qualidade de água, visto que, essas podem ser agrupadas de acordo com as condições que se encontram. O objetivo do trabalho foi analisar a comunidade de fitoplâncton como descritora de dois lagos rasos no Brejo paraibano, utilizando dois sistemas de grupos funcionais (GF's). O estudo foi conduzido em dois ecossistemas rasos com diferentes estados tróficos e múltiplos usos. Foram realizadas ao longo de oito meses as amostragens físicas, químicas e biológicas visando a caracterização do hábitat e estruturação dos grupos funcionais. Os resultados indicaram reservatórios com diferentes estados alternativos, sendo o primeiro (Rio do Canto) caracterizado como de águas mais claras, oligotrófico e com dominância dos grupos funcionais N (*Cosmarium* sp. e *Staurostrum leptocladum*) e W1(*Phacus agilis* e *Lepocinclis*) e o segundo (Lagoa do Paó) caracterizado como de águas turbidas, eutrófico e dominância de cianobactérias (S1, *Planktolychnya limnética*, *Planktotrix agardii* e SN *Cylindrospermopsis raciborskii*). A disponibilidade de nutrientes e de luz independem do estado trófico, podendo ocorrer a dominância de cianobactérias destacando-se como fator indicativo da elevada flexibilidade das espécies citadas.

Palavras-chave: Fitoplâncton; Lagos Rasos; Grupos funcionais; Estado Trófico; Qualidade da água.

ABSTRACT - Use of phytoplankton's functional groups as environmental descriptors in shallow lakes in Brejo Paraíbano.

Classify and characterize shallow lakes is essential to the understanding of diversity and management of aquatic ecosystems. In this sense, the phytoplanktonic communities are essential in environmental characterization as an excellent water quality indicator, since these can be grouped according to their conditions. The objective of this work was to analyze the phytoplankton community as descriptor of two shallow lakes in northeastern Brazil, using two models of functional groups (FG's). The study occurred in two shallow ecosystems with different trophic states and multiple uses. Sampling of physical, chemical and biological variables were carried out over eight months seeking the habitat characterization and structure of functional groups. The results indicated reservoirs with different alternative states, being the first (Rio do Canto) characterized as clearer waters, and oligotrophic with dominance of the functional groups N (*Cosmarium* sp. And *Staurostrum leptocladum*) and W1 (*Phacus agilis* and *Lepocinclis*) and the second (Lagoa do Paó) characterized as turbid water, eutrophic with dominance of cyanobacteria (S1, *Planktolychnya limnética*, *Planktotrix agardii* and SN *Cylindropsigma raciboskii*). The availability of nutrients and light are independent of trophic state, and many occur the dominance of cyanobacteria such as an indicative factor of the high flexibility of the species cited.

Keywords: Phytoplankton; Shallow Lakes; Functional Groups; Trophic State, Water Quality

Introdução

A eutrofização artificial é considerada um dos maiores impactos da atualidade, com sérios efeitos sobre o metabolismo e funcionamento dos ecossistemas aquáticos, associada a poluição de lagos e reservatórios em escala global (Schindler, 2006). Lagos rasos são considerados mais susceptíveis a ações antropogênicas que lagos profundos em função da maior vulnerabilidade a múltiplos estressores (Naselli-Flores et al 2003), com baixo volume de água por área e dois estados alternativos estáveis: dominância de macrófitas e estado turvo da água (Scheffer et al., 1993).

Ações antropogênicas como abstração de água para abastecimento, irrigação, bem como redução do volume de água pela evaporação abaixo do limite crítico do ecossistema, podem induzir mudanças de um estado de equilíbrio para outro (Maia et al., 2015). Estados alternativos associados ao estado eutrófico apresentam, em geral, baixa resiliência (Folke et al., 2004), redução da qualidade de água, múltiplos usos comprometidos com consequente aumento dos custos associados ao tratamento de águas para abastecimento (Dokulil & Teubner, 2000), bem como aumento da produtividade primária, com consequente crescimento excessivo de fitoplâncton e macrófitas aquáticas (Bennet et al., 2001).

Os efeitos de flutuações no nível da água e eutrofização, podem induzir a um estado de águas turvas, ou seja, alta quantidade de nutrientes com domínio de fitoplâncton, e limitação por luz, reduzindo a fotossíntese da vegetação submersa. Esse regime pode existir dependendo também da profundidade, do clima e do tamanho do lago (Scheffer & Carpenter, 2003; Scheffer & Van Nes, 2007). No estado de águas claras, o lago tende a ter baixa biomassa de algas microscópicas (fitoplâncton) e, portanto, baixa turbidez. Nestas condições de água transparente, as plantas aquáticas (macrófitas) submersas são favorecidas, pois a luz presente seria suficiente para seu crescimento.

Comunidades fitoplanctônicas são representadas por organismos fotossintéticos e são altamente diversificadas. Estes são sensíveis às mudanças ambientais, refletindo as mínimas alterações químicas e físicas, sendo considerado um excelente indicador da qualidade da água (Padisák, 1993). Assim, a dinâmica e distribuição dos organismos fitoplanctônicos é consequência das interações entre recursos ambientais e suas necessidades (Branco & Senna, 1996).

Lagos rasos com níveis tróficos altos, podem apresentar dominância de espécies de cianobactérias, com sérios comprometimentos à qualidade da água disponível para múltiplos usos (Dokulil & Teubner, 2000). Entre as principais causas associadas a dominância de

cianobactérias, têm-se as elevadas temperaturas, baixo requerimento de luz, baixa razão NT/PT, toxinas produzidas pelas cepas toxigênicas que afetam a biota aquática consequentemente a pressão de herbivoria além da capacidade de regulação da densidade através de vesícula de gás (Dokulil & Teubner, 2000). Tais estratégias são indicativos de alto potencial adaptativo dessas espécies, favorecendo a expansão biogeográfica em escala global (Paerl & Paul, 2012). Dominância e picos de biovolume tem sido identificados em períodos associados a altas temperaturas em reservatórios eutróficos do Nordeste do Brasil, condições relatadas como ótimas para desenvolvimento de florações perenes de cianobactérias (Soares et al., 2013).

O conhecimento sobre a diversidade funcional dessas comunidades é importante para compreender o funcionamento dos ecossistemas aquáticos, prever a ocorrência de certas espécies e entender a dinâmica e distribuição das populações, sendo assim, há algumas maneiras de verificar essa diversidade e reunir as espécies em grupos funcionais. Reynolds (1980) deu início a essa classificação quando identificou 14 grupos funcionais fitoplanctônicos. Atualmente, essa classificação foi atualizada abrangendo outros grupos que compartilham características morfológicas e fisiológicas semelhantes (Reynolds et al, 2002; Padisak et al., 2009), com alta acuracidade e sensibilidade às diferentes latitudes, estados tróficos e morfometrias.

Kruk et al., (2010) desenvolveram os grupos funcionais (GFBM) utilizando apenas atributos morfológicos. Apesar disto, estes GFBMs também refletem as características morfo-funcionais dos organismos. Tal classificação, exclusivamente baseada na morfologia abrange estruturas tais como volume, dimensão linear máxima, área superficial e presença de mucilagem, flagelos, vesículas gasosas (ou aerotransportadas), heterocistos ou estruturas exoesqueléticas siliciosas (Kruk et al., 2010).

A caracterização dos ecossistemas aquáticos rasos dos Brejos é de fundamental importância para o levantamento da biodiversidade local, contribuindo para criação de meios de conservação e manejo destes ambientes, principalmente no que se refere aos processos de eutrofização e crescimento excessivo de cianobactérias tóxicas. Desta forma, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência da comunidade fitoplanctônica como descritora das condições ambientais de dois reservatórios rasos com diferentes estados alternativos de equilíbrio, através da aplicação dos dois sistemas citados acima de classificação de grupos funcionais.

2. Material e métodos

2.1 Área de estudo

O reservatório do Rio do Canto (Figura 2a.) está localizado no município de Areia (06° 57' 48" ao sul e longitude: 35° 41' 30" oeste), região dos Brejos de Altitude (Nordeste, Brasil). Essa região é conhecida pela abundância de recursos hídricos, responsável pelo fornecimento de água para cidades circunvizinhas. O município de Areia está inserido nos domínios da bacia hidrográfica do rio Mamanguape, seus principais tributários são os rios: Araçagi, Manga do Frade, Bananeiras, Caiana e Riachão, incluindo os riachos: Fechado, Quati, Carro, Canadá e Buraco. Entre os principais corpos de acumulação registram-se os açudes Queimadas e Vaca Brava (3.450.000 m³). Com área territorial de 267 km e certa de 618 metros de altitude, possui clima ameno e alta densidade pluviométrica em relação às áreas no entorno.

A outra área de estudo foi o município de Alagoa Grande (07° 05' 20" ao sul e 35° 38' 06" oeste), cidade também da Região do Brejo da Paraíba. Com uma área territorial de 321 km² e está à 143m de altitude. A Lagoa do Paó ou Lagoa Grande, está situada no município de Alagoa Grande que possui este nome graças à lagoa, faz parte do Patrimônio Histórico e Paisagístico do local (Figura 2b).

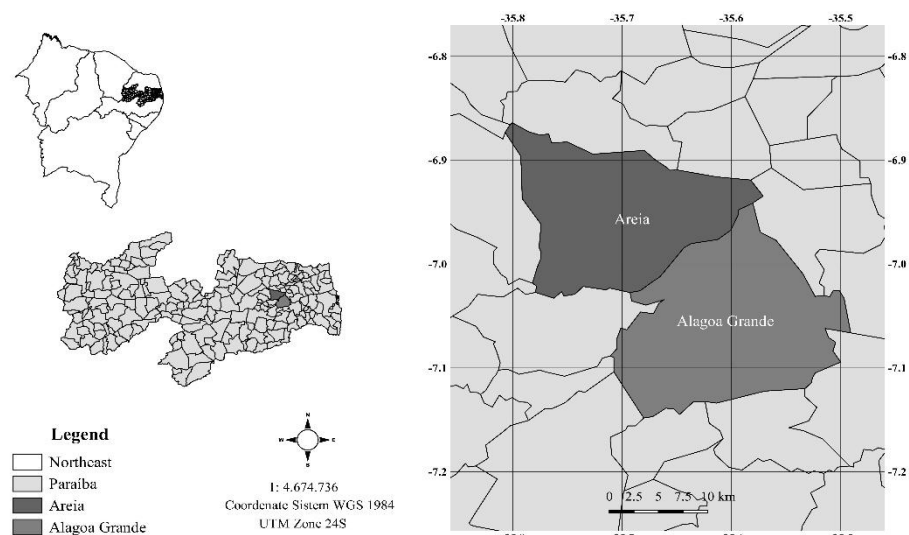


Figura 1. Mapa de localização do Estado da Paraíba com destaque aos municípios Areia e Alagoa Grande.



Figura 2. (a) Reservatório Rio do Canto, Areia - PB, (b) Lagoa do Paó, Alagoa Grande - PB.

2.2 Amostragem

As coletas de água foram realizadas mensalmente no reservatório de abastecimento do Rio do Canto e na Lagoa do Paó, entre Janeiro e Agosto de 2015 e as análises feitas em campo (Lago do Paó e Rio do Canto) e no laboratório NULIBAC (Núcleo de Estudos de Limnologia em Brejos de Altitudes e Caatinga) do Departamento de Fitotecnia e Ciências Ambientais do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal da Paraíba – CCA/UFPB, Areia – PB

As amostragens dos parâmetros físicos, químicos e biológicos foram realizados em um único ponto de cada reservatório na subsuperfície.

2.3 Variáveis limnológicas

O pH, a condutividade, oxigênio dissolvido e a temperatura foram obtidos através de sonda multiparamétrica Digimed®. Os dados pluviométricos dos referidos meses de análises, foram obtidos através do site da Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA).

A transparência da água (m) foi calculada através da profundidade de desaparecimento visual do disco de Secchi (Zds). O coeficiente de atenuação vertical da luz (k) foi calculado por meio da relação $k = 1,7 \times ZDS^{-1}$. A zona eufótica (Zeu) foi calculada empiricamente multiplicando o valor obtido pelo disco de Secchi (10% de incidência de luz) por 2,7 (Cole 1983). A zona de mistura (Zmix) foi calculada a partir das diferenças na temperatura da água. A razão entre Zeu/ Zmix foi utilizada como índice de avaliação de disponibilidade de luz na camada de mistura. O índice de estado trófico foi determinado de acordo com Toledo (1990).

As análises de fósforo total e ortofosfato da água foram realizadas segundo a metodologia descrita por APHA (1998), que consiste na reação de complexação do

ortofosfato pelo molibdato, resultando no chamado azul de molibdênio cuja composição é incerta. A intensidade da cor azul é proporcional à quantidade de fosfato inicialmente incorporada ao heteropoliácido (Maruchi, 2005). Para determinação do fósforo total a amostra anteriormente passa por digestão com persulfato de potássio e, na determinação do ortofosfato a amostra é previamente filtrada em filtros de fibra de vidro.

Para o cálculo do IET foi utilizado o índice de Carlson (1977), modificado para ambientes tropicais por Toledo Jr. *et al.*, (1983). O índice se baseia nos teores de fósforo total na água. De acordo com Ribeiro (2007), esse índice tem sido usado largamente para classificação de lagos e reservatórios, pela sua objetividade e simplicidade.

A expressão utilizada será a seguinte:

$$\text{IET PT} = 10 \{ 6 - [\ln (80,32 / \text{PT}) / \ln 2] \}$$

Onde:

IET PT = índice de estado trófico para fósforo;

PT = concentração de fósforo total, medida à superfície da água ($\mu\text{g L}^{-1}$).

Conforme os valores encontrados na expressão do IET, o corpo aquático pode ser classificado como:

- Oligotrófico: $\text{IET} \leq 44$
- Mesotrófico: $44 < \text{IET} \leq 54$
- Eutrófico: $54 < \text{IET} \leq 74$
- Hipereutrófico: $\text{IET} > 74$.

2.4 Comunidades fitoplanctônicas

A quantificação do fitoplâncton foi realizada conforme Utermöhl (1958) e o tempo de sedimentação de acordo com Lund *et al.* (1958). A contagem foi feita em microscópio invertido, sendo o cálculo para a densidade dos organismos segundo Ros (1979). O biovolume ($\mu\text{m}^3 \text{ ml}^{-1} \rightarrow \text{mm}^3 \text{ L}^{-1}$) de cada espécie foi calculado segundo Sun e Liu (2003) e Hillebrand *et al.* (1999).

Quanto a classificação da comunidade fitoplanctônica, as espécies foram agrupadas segundo os seguintes modelos: Kruk *et al.*, (2010) e Reynolds *et al.*, (2002).

2.5 Análise estatística

As análises de dados por meio de estatística foram descritas com o auxílio do Excel® 2010 disponível no Microsoft Office e programa R (The R Project for Statistical Computing).

3. Resultados

3.1 Precipitação pluviométrica

Durante o período de estudo, a precipitação foi consideravelmente abaixo do esperado no período de chuva em ambos os ambientes. Na área do Rio do Canto, no período de março a agosto foi observado uma média de 52 mm, enquanto em Lagoa do Paó, entre março e agosto, média de 49 mm.

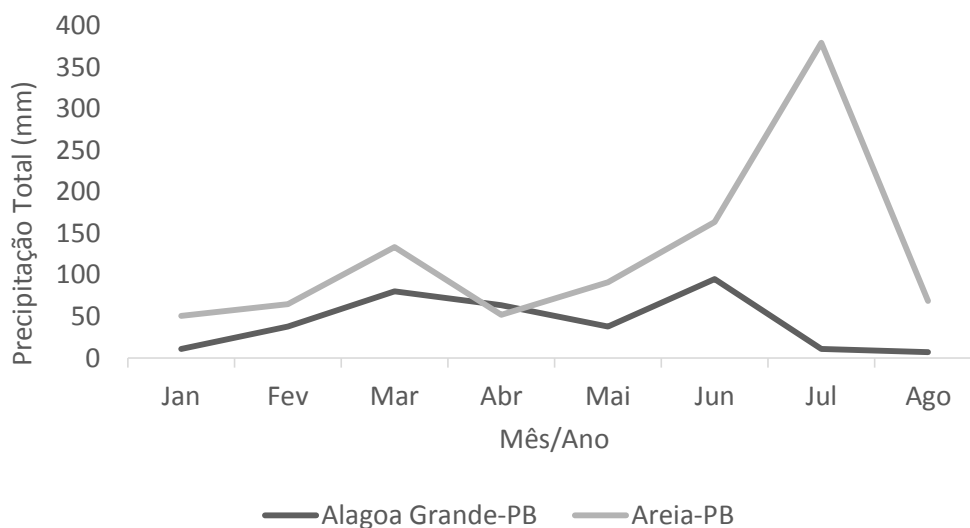


Figura 3. Precipitações pluviométricas nos municípios de (cinza escuro) Alagoa Grande-PB e (cinza claro) Areia-PB no período de janeiro de 2015 a agosto de 2015.

3.2 Variáveis limnológicas

Os valores de transparência em ambos os ambientes foram relativamente baixo, variando entre 0,03 a 0,20 metros (Lagoa do Paó) e 0,35 à 1 metro (Rio do Canto). Rio do Canto apresentou uma $Z_{eu} > 2$ maior comparativamente a Lagoa do Paó que registrou uma $Z_{eu} < 1$, caracterizando-se como águas túrbidas.

Tabela 1. Valores de transparência (m) e zona eufótica (Z_{eu}) durante o período de estudo analisado.

Ambiente	Mês	Transp	Z_{EU}
Lagoa do Paó	Janeiro	0,03	0,08
	Fevereiro	0,06	0,16
	Março	0,05	0,14
	Abril	0,05	0,14
	Maio	0,06	0,16
	Junho	0,15	0,41
	Julho	0,2	0,54

	Agosto	0,15	0,41
Rio do Canto	Janeiro	0,6	1,53
	Fevereiro	0,55	1,5
	Março	0,6	1,62
	Abril	0,35	0,95
	Maio	0,62	1,67
	Junho	0,35	0,94
	Julho	1	2,7
	Agosto	0,93	2,51

Em relação ao pH, Rio do Canto e Lagoa do Paó apresentaram tendência a águas levemente alcalinas, (6,28 a 7,86 e 8,39 a 9,53). A água dos lagos apresentou temperatura máxima de 34,6 °C e mínima 23,9 °C, sendo este parâmetro um dos mais importantes para as alterações da qualidade da água, uma vez que influencia diversos processos como exemplo, o consumo de nutrientes (Ward et al., 2013) (Tabela 2).

Tabela 2. Média das variáveis da água nos ambientes

Ambiente	pH	Temp Água (°C)
Lagoa do Paó	9,10	31,43
Rio do Canto	7,43	27,4

Os valores de condutividade elétrica observados na Lagoa do Paó variaram entre 176 à 1120 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enquanto Rio do Canto apresentou valores mais baixos, entre 25 à 51 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Figura 4)

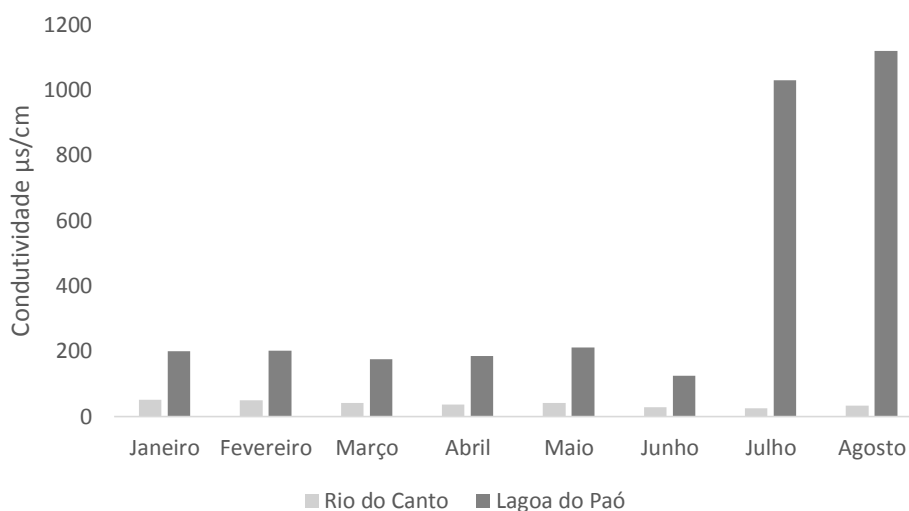


Figura 4. Variação da condutividade elétrica dos reservatórios durante o período.

Os teores de fósforo variaram de 76,62 à 180,78 $\mu\text{g/L}$ (Lagoa do Paó) e 10,28 à 31,57 $\mu\text{g/L}$ (Rio do Canto). Já os teores de ortofosfato, considerado como um nutriente limitante de produção primária nesses ecossistemas (Barbosa & Cirilo, 2015) apresentaram-se baixos no Rio do Canto variando de 3,23 $\mu\text{g/L}$ no mês de julho e 13,69 $\mu\text{g/L}$ em junho. Em lagoa do Paó, os valores foram maiores, variando de 56,17 $\mu\text{g/L}$ em julho a 171,83 $\mu\text{g/L}$ em fevereiro.

A classificação do Índice de Estado Trófico (IET) descreveu a Lagoa do Paó como eutrófico, com concentrações de fósforo total variando de 60 à 72 $\mu\text{gP/L}$. Já o Rio do Canto, registrou apenas o mês de março como mesotrófico (47 $\mu\text{gP/L}$), e os demais como oligotróficos (30 à 39 $\mu\text{gP/L}$).

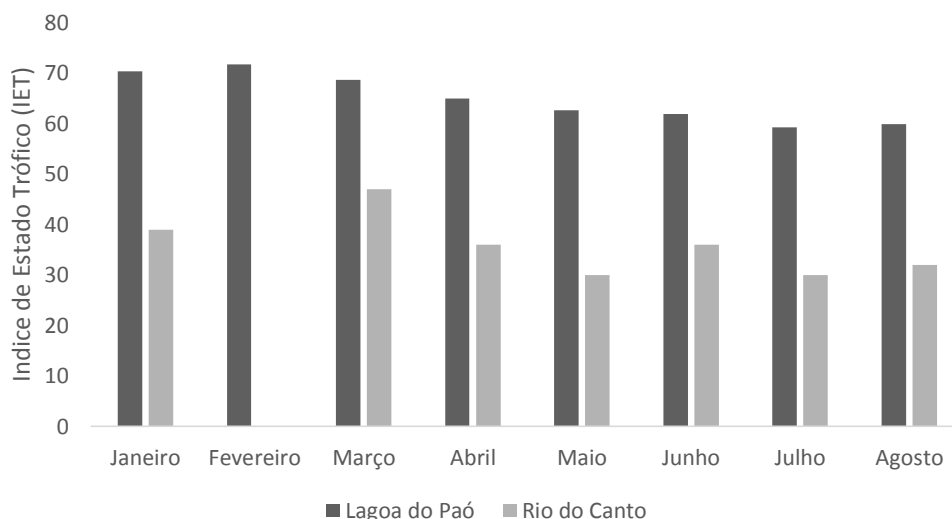


Figura 5. Variação do Índice de Estado Trófico nos reservatórios

3.3 Comunidade fitoplanctônicas e grupos funcionais

Foram identificados 80 táxons no total, destes, 38 espécies de fitoplâncton na Lagoa do Paó (Tabela 3), estão distribuídas em 6 classes Chlorophyceae, Coscinodiscophyceae, Cryptophyceae, Cyanophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae.

No Rio do Canto (Tabela 4) 42 espécies foram registradas, distribuídas em 7 classes: Euglenophyceae, Bacillariophyceae, Chlorophyceae, Cyanobacteria Zygnematophyceae, Cryptophyceae e Dinophyceae.

Tabela 3. Espécies fitoplanctônicas da Lagoa do Paó e suas classificações dentro dos grupos funcionais.

ESPÉCIES	GP's F (KRUK)	GP's F (Reynolds)
<i>Anabaena bergii</i>	III	H2
<i>Chlorella vulgaris</i>	I	X1
<i>Chroococcus minutus</i>	I	Lo
<i>Closteriopsis sp.</i>	IV	J
<i>Closterium acuatum</i>	IV	P
<i>Closterium sp</i>	IV	P
<i>Cryptomonas ovata</i>	V	Y
<i>Cryptomonas rostratiformis</i>	V	Y
<i>Cryptomonas sp</i>	V	Y
<i>Cuspidothrix sp.</i>		N
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	III	SN
<i>Dolicospermum sp.</i>	III	H1
<i>Melosira varians</i>	VI	D
<i>Merismopedia sp</i>	VII	Lo
<i>Microcystis sp.</i>	VII	LM
<i>Monoraphidium arcuatum</i>	IV	X1
<i>Monoraphidium griffithii</i>	IV	X1
<i>Monoraphidium sp.</i>	IV	X1
<i>Phacus sp</i>	V	W1
<i>Planktonlyngbia sp</i>	III	S1
<i>Planktonlyngbya limnética</i>	III	S1
<i>Planktothrix agardhii.</i>	III	S1
<i>Planktothrix sp.</i>	III	S1
<i>Pseudoanabaena catenata</i>	III	S1
<i>Raphidiopsis curvata</i>	III	SN
<i>Scenedesmus acuminatus</i>	I	J
<i>Scenedesmus bijugus</i>	I	J
<i>Scenedesmus ovalternus</i>	I	J
<i>Scenedesmus sp</i>	I	J
<i>Schroederia sp</i>	IV	X1
<i>Selenastrum genus</i>	I	J
<i>Sphaerocystis sp</i>	I	X1
<i>Staurostrum sp</i>	IV	N

<i>Synechococcus nidulans</i>	I	Z
<i>Trachelomonas sp</i>	V	W2
<i>Trachelomonas verrucosa</i>	V	W2
<i>Trachelomonas volvocina</i>	V	W2
<i>Trachelomonas volvocinopsis</i>	V	W2

Tabela 4. Espécies e classificações dos grupos funcionais do Rio do Canto.

Espécie	GP's F (Reynolds)	GP's F (KRUK)
<i>Ankistrodesmus gracilis</i>	X1	I
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>	K	VII
<i>Aulacoseira granulata</i>	P	VI
<i>Closteriopsis sp</i>	J	IV
<i>Closterium leibleinii</i>	P	IV
<i>Closterium setaceum</i>	P	IV
<i>Closterium sp</i>	P	IV
<i>Cosmarium sp</i>	N	IV
<i>Crucigenia quadrata</i>	J	IV
<i>Cryptomona ovata</i>	Y	V
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	SN	III
<i>Cylindrospermopsis raciborskii forma espiralada</i>	SN	III
<i>Desmodesmus sp</i>	J	I
<i>Diatomacea sp</i>	D	VI
<i>Diatomacea navícula</i>	D	VI
<i>Diatomacea penalles</i>	D	VI
<i>Fragilaria capucina</i>	P	VI
<i>Lepocinclis acus</i>	W1	V
<i>Lepocinclis caudata</i>	W1	V
<i>Lepocinclis ovata</i>	W1	V
<i>Lepocinclis oxyuris</i>	W1	V
<i>Lepocinclis viridis</i>	W1	V
<i>Leponciclis sp</i>	W1	V
<i>Merismopedia sp</i>	LO	VII
<i>Microcystis sp</i>	LM	VII
<i>Monoraphidium circinale</i>	X1	IV
<i>Monoraphidium griffithi</i>	X1	IV
<i>Oocystis sp</i>	F	I
<i>Peridinium Ehrenberg</i>	LO	V
<i>Phacus agilis</i>	W1	V
<i>Phormidium sp</i>	S1	III
<i>Pinnularia biceps</i>	D	VI
<i>Planktolyngbya limnética</i>	S1	III
<i>Planktotrix agardii</i>	S1	III

<i>Scenedesmus bijugus</i>	J	I
<i>Sphaerocystis sp</i>	X1	I
<i>Staurostrum leptocladum</i>	N	IV
<i>Synechococcus sp</i>	Z	I
<i>Trachelomona armata</i>	W2	V
<i>Trachelomona ovata</i>	W2	V
<i>Trachelomona volvocina</i>	W2	V
<i>Trachelomona volvocinopsis</i>	W2	V

Entre os grupos funcionais na Lagoa de Paó, os que se destacaram foram P, J, LO, J e H1. Os GFs S1 e SN, representados respectivamente por *Planktolychnya limnetica*, *Planktothrix sp*, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, foram dominantes (Figura 6).

Entre grupos de Kruk, predominou o grupo VII com cerca de 80% da biomassa total, constituído por *Microcystis sp.* e *Merismopedia sp.*, presentes principalmente no mês de junho na Lagoa do Paó. (Figura 7).

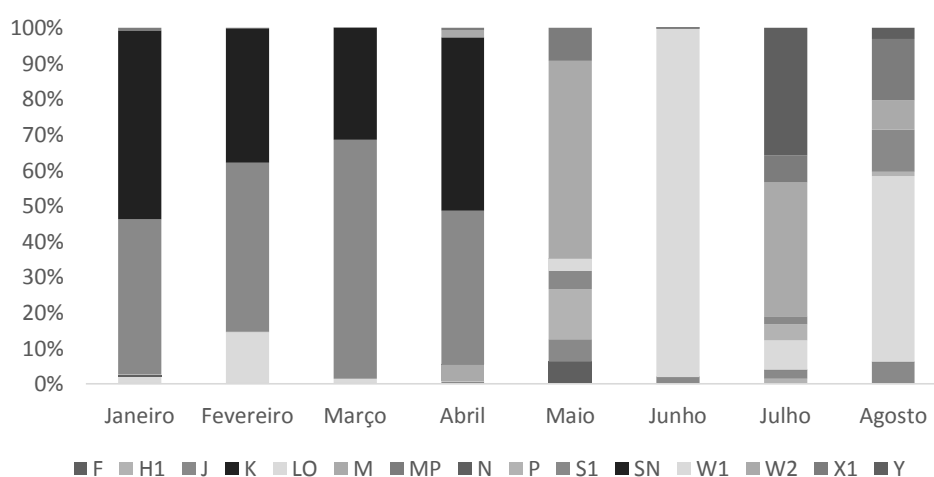


Figura 6. Biomassa dos GF's de Reynolds da Lagoa do Paó.

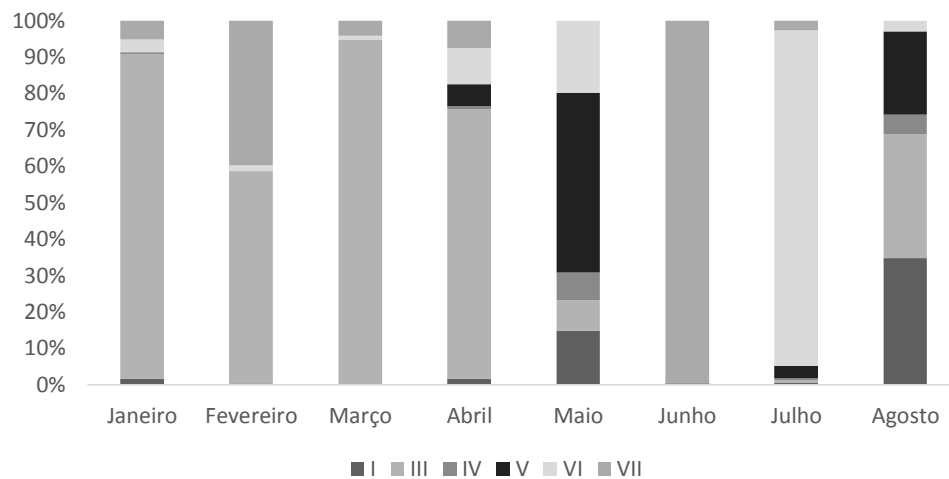


Figura 7. Biomassa dos GF's de Kruk da Lagoa do Paó.

No Rio do Canto, teve-se maiores biomassas nos grupos N e W1, dominantes nos meses de janeiro, fevereiro e maio, representados por *Cosmarium sp* e *Staurastrum leptocladum*, *Phacus agilis* e *Lepocinclis* (Figure 8).. Na análise desse mesmo ambiente utilizando o modelo de Kruk, observou-se dominância de *Monoraphidium griffithi* *Crucigenia quadrata*, *Closteriopsis sp*, *Cosmarium sp*, *Staurastrum leptocladum* e *Closterium* que estão classificadas no grupo IV.

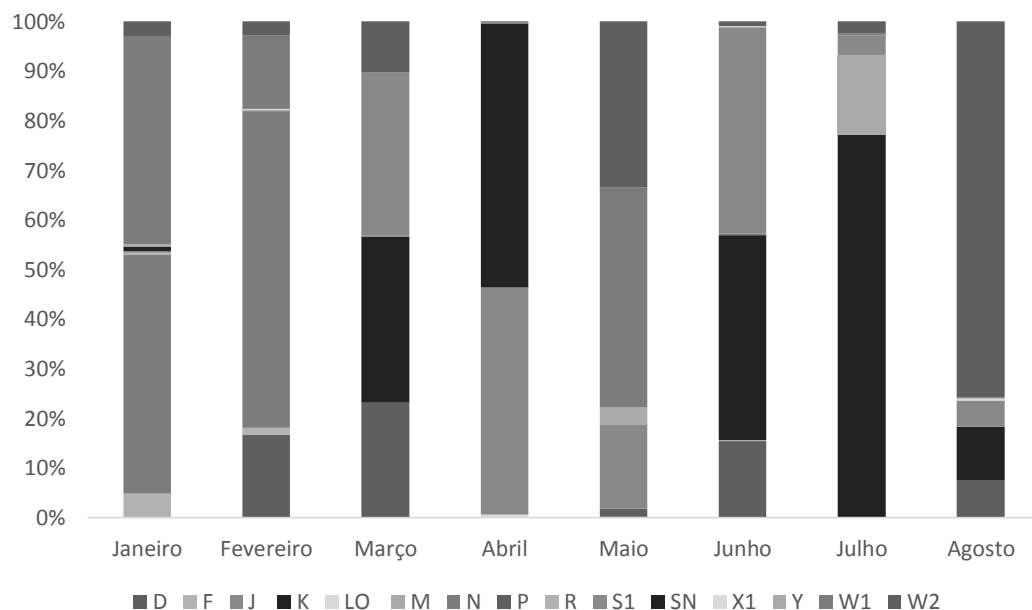


Figura 8. Biomassa do Rio do Canto, classificação de Reynolds

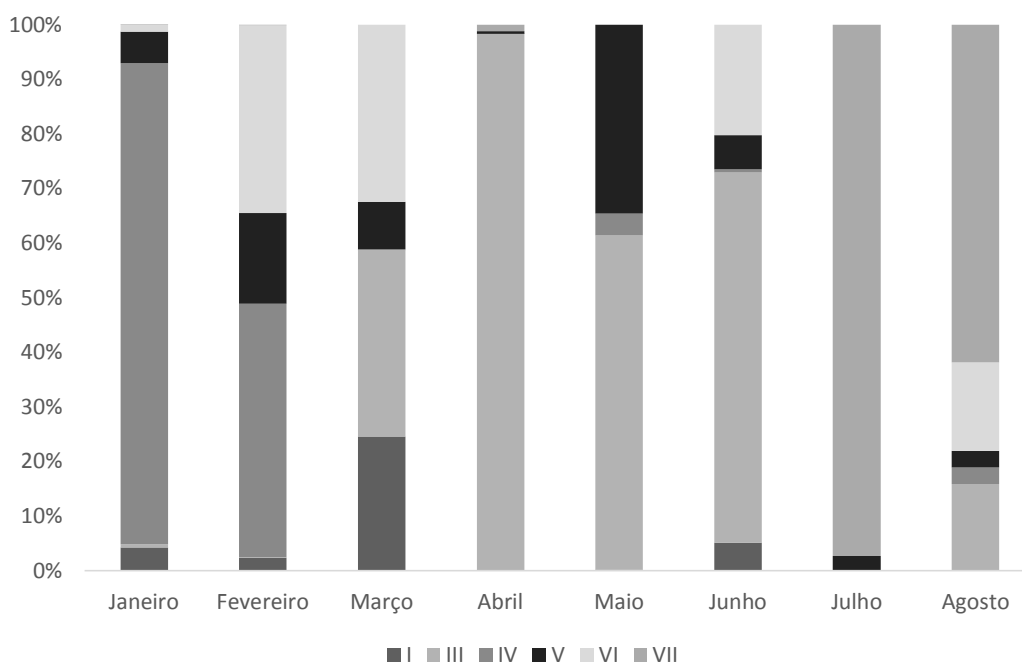


Figura 9. Biomassa segundo classificação dos GF's de Kruk no Rio do Canto.

4. Discussão

A utilização de grupos funcionais para compreender e descrever ambientes tropicais e sub-tropicais tem sido bastante útil (Melo, 2012).

Para a Lagoa do Paó, os resultados se igualaram aos de Melo (2012). O ambiente apresentou baixa precipitação e altos níveis de nutrientes que colaboraram para estabelecimento de grupos funcionais dominados por cianobactérias, como também as condições físicas e químicas de um lago raso eutrofizado.

Em todo o período de análise neste lago, notamos que sua transparência foi muita baixa ($0,03 > 0,2$), de modo contrário, seu pH e temperatura foram de valores altos, como também apresentou altos valores de fósforo, o que explica a ocorrência de cianobactérias dos grupos S1 (*Planktolynbya limnética*, *Planktotrix agardii*) e SN (*Cylindrospermopsis raciborskii*) justamente por serem assembléias características de ambientes eutróficos (Padisák e Reynolds 1998), além da presença do VII (*Microcystis sp.* e *Merismopedia sp.*) de Kruk.

Cylindrospermopsis raciborskii, agrupado no grupo SN e grupo III, é formadora de florações e produtora de cianotoxina. Além do sucesso ecológico relacionado com fatores autoecológicos (habilidade em utilizar fontes alternativas de fósforo e migração na coluna

d'água, entre outros), espécies como *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentam elevada capacidade de dispersão devido à produção de acinetos resistentes via curso d'água ou aves (Padisák 1997). Inicialmente considerado um gênero pantropical, *Cylindrospermopsis* registrou disseminação eficaz e recente em latitudes temperadas (Briand et al., 2004) bem como tropicais e semiáridas e áridas. Os novos registros de ocorrência alertam para a necessidade de investigação em populações de diferentes regiões geográficas que venham a subsidiar o entendimento sobre a produção de toxinas e sobre os limites ecofisiológicos à dispersão, visando ao manejo destas populações na natureza (Bittencourt-Oliveira & Molica 2003).

Conforme esperado, as clorofíceas também foram registradas em Lagoa do Paó, por serem comuns a ambientes rasos (Tucci et al., 2006), apresentando pequeno tamanho e rápido crescimento, o que favorece sua ocorrência em qualquer época do ano (Haphey-Wood, 1988). Nos grupos funcionais I e J foram agrupadas às espécies do gênero *Scenedesmus* comumente encontradas em ecossistemas aquáticos, devido a sua riqueza de táxons e por apresentar uma distribuição cosmopolita (Reynolds et al. 2002; Pádisak et al. 2009).

A eutrofização em lagos rasos pode favorecer a ocorrência de cianobactérias que, por sua vez, colonizam diferentes ecossistemas devido sua adaptação às temperaturas elevadas e alcalinidade, aumentando assim a biomassa das espécies.

No Rio do Canto, resultados mostraram que, a qualidade da água e a composição do fitoplâncton no Rio do Canto sofreu influência da baixa profundidade do reservatório, porém, devido as baixas concentrações de nutrientes o estado trófico manteve-se oligotrófico. Esse baixo estado trófico esteve associado a extensa cobertura de macrófitas que absorvem os nutrientes e os retém na biomassa, funcionando como filtro as altas descargas de efluente (Diniz et al., 2005).

Como o Rio do Canto abastecia comunidades vizinhas, a abstração da água também contribuiu para redução do volume total, gerando alteração na dinâmica das comunidades fitoplânctônicas, aumentando a incidência de táxons altamente tóxicos como os presentes nos grupos III e VII de Kruk e, os grupos pelas espécies SN (*Cylindrospermopsis raciborskii*), *L_M Microcystis sp*, S1 (*Planktotrix agardii*), filamentosas comuns a lagos rasos (Schreurs, 1992).

5. Considerações finais

As condições físicas e químicas presentes nos lagos como o volume baixo de água e temperaturas médias à elevadas, são favoráveis para o desenvolvimento de cianobactérias tanto coloniais como filamentosas, indicando potenciais riscos aos múltiplos usos tais como abastecimento no caso do Rio do Canto e pesca artesanal no caso da Lagoa do Paó.

A intensidade da frequência de florações de cianobactérias apresentadas em ambos os ambientes dos lagos rasos, aumenta a produção de toxinas prejudiciais a humanidade. O conhecimento sobre a distribuição e a geração de modelos com caráter preditivo e capazes de determinar as variáveis-chave na dinâmica das cianobactérias (Dokulil & Teubner 2000) é um tema altamente relevante como estratégia de conservação e saúde humana.

6. Agradecimentos

Ao Laboratório NULIBAC – UFPB/CCA, pelo apoio e concessão do trabalho voluntariado para desenvolvimento desta pesquisa.

7. Referências

APHA-AWWA-WPCF. **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater**. 20th ed, American Public Health/ American Water Works Association/ Water Pollution Control Federation, Washington DC, USA, 1998.

BARBOSA, I. B. R. & CIRILO, J. A. Contribuição média de fósforo em reservatório de abastecimento de água. **Engenharia Sanitária Ambiental**, vol. 20 n.1, 2015.

BENNETT, E. M., CARPENTER, S.R. & CARACO, N. F. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective. **BioScience**, vol. 51 n. 3, 2001.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C & MOLICA, R. Cianobactéria Invasora: aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**. 2003

BORICS, G., TÓTHMÉRÉSZ, B., LUKÁES, B. A., VÁRBIRÓ, G. Functional groups of phytoplankton shaping diversity of shallow lake ecosystems. **Hydrobiologia**. 698, p 251–262. 2012

BRANCO, C. W. C., SENNA, P.A.C., Relations among heterotrophic bacteria, chlorophyll-a, total phytoplankton, total zooplankton and physical and chemical features in the Paranoá reservoir, Brasília, Brasil. **Hydrobiologia**. 337, p.171-181. 1996.

BRIAND, J. F., LEBOULANGER, C., HUMBERT, J. F., BERNARD, C. & DUFOUR, P. *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) invasion at mid- latitudes: selection, wide physiological tolerance, orglobalwarming? **Journal of Phicology**, vol 40, 2004.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, n. 22, p. 361-369, 1977.

COLE, G. 1983. Textbook of limnology. London: The C.V. Mosby Co. 436 p.

DINIZ, C.R.; CEBALLOS, B.S.O.; BARBOSA, J.E.D.L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. Suplemento, p. 226-230, 2005.

DOKULIL, M. T. & TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia** 438: 1–12, 2000

FERREIRA, T. F., JUNIOR, C. R. F., COLLISHONN, W. & MARQUE, D. M. Deriva de estados alternativos de qualidade da água causadas por flutuações no regime hídrico de lagos rasos.

FOLKE, C., CARPENTER, S., WALKER, B., SCHEFFER, M., ELMQVIST, T., GUNDERSON, L. & HOLLING, C. S. **Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management**. Annu. Review of ecology, evolution systems. 35:557–81. 2004

HAPPEY-WOOD, C.M. 1988. **Ecology of freshwater planktonic green algae**. In Growth and Reproductive Strategies of Freshwater Phytoplankton. (C.D. Sandgren, ed.). Cambridge University Press Cambridge, p.175-226.

HILLEBRAND, H., DÜRSELEN, C. D., KIRSCHTEL, D., POLLINGHER, U. & ZOHARY, T. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. **Journal of Phycology** 35:403–424, 1999.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/por-cidade-estado-estatisticas.html?t=destaques&c=2500304>>. Acesso em 01 de junho de 2018.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/por-cidade-estado-estatisticas.html?t=destaques&c=2501104>>. Acesso em 01 de junho de 2018

KRUK, C.; HUSZAR, V. L. M.; PEETERS, E. T. H. M.; BONILLA, S.; COSTA, L.; LURLING, M.; REYNOLDS, C.S.; SCHEFFER, M. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. **Freshwater Biol.**, v. 55, n. 3, p. 614-627, 2010.

LUND, J. W. G., KIPLING, C. & LE CREN, E. D. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. **Hydrobiologia** 11: 143, 1958.

MAIA, A. A. D., CARVALHO, S. L. & CARVALHO, F. T. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do Baixo Rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. **Engenharia Sanitária Ambiental**, vol .20 n.4, 2015.

MARUCHI, A.K. **Fracionamento de P em plantas empregando diferentes procedimentos de preparo de amostras e sistemas de análise em fluxo monosegmentados**. Dissertação (mestrado). Universidade de São Paulo. Instituto de Química, 2005.

MELO, K. R. P. D. S. 2012. **Estratégias adaptativas do fitoplâncton e aplicação do índice de grupos funcionais: ferramentas para a conservação de ecossistemas rasos do semiárido brasileiro**.

NASELLI-FLORES, L. *et al.*, 2003. Equilibrium/steady-state concept in phytoplankton ecology. **Hydrobiologia, The Hague**, v. 502, p. 395-403.

PADISÁK, J. Use of algae in water quality monitoring. In: j. Salánki & V. Istvánovics (eds). Limnological bases of lake management. Proc. of the ILEC/UNEP Training Course: 73-82. Internatlake environm. **Committee Foundation**, Shiga.1993.

PADISÁK, J.; CROSSETTI, L. O.; NASELLI-FLORES, L. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. **Hydrobiologia**, v. 621, p. 1-19, 2009.

PAERL, H. W. & PAUL, V. J. Climate change: Links to global expansion of harmful cyanobacteria. **Water research** 46, p.1349 – 1363, 2012.

REYNOLDS, C. S. Phytoplankton assemblages and their periodicity in stratifying lake systems. **Ecography. A journal of space and time in ecology**, vol 3. p. 141-159, 1980.

REYNOLDS, C.S., HUSZAR, V., KRUK, C., NASELLI-FLORES, L. & MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, Vol. 24, Issue 5, 1, p. 417–428. 2002

RIBEIRO, I. V. A. S. **Estudo do estado trófico do reservatório Acarape do Meio mediante a determinação de indicadores de qualidade de água**. 194 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2007.

SANTOS, M. L. M N. **Estrutura e Dinâmica do fitoplâncton e bacterioplâncton em cultivos de camarão no Rio Grande do Norte-Brasil: Impacto sobre o ambiente natural**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2008

SCHEFFER, M. & CARPENTER, S.R. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. **Trends in Ecology and Evolution**, v.18, n.12, p. 648-656, 2003.

SCHEFFER, M., S. H. HOSPER, M. L. MEIJER & B. MOSS. Alternative equilibria in shallow lakes. **Trends in Ecology & Evolution** 8, p.275–279. 1993.

SCHINDLE, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.*, 51(1, part 2), p.356–363, 2006

SCHREURS, H., 1992. **Cyanobacterial dominance. Relations to eutrophication and lake morphology.** Doctoral thesis, Univ. Amsterdam: 198 pp.

SOARES, M. C.S., HUSZAR, V. L. M., MIRANDA, M. N., MELLO, M. M., ROLAND, F. & LURING, M. Cyanobacterial dominance in Brazil: distribution and environmental preferences. **Hydrobiologia** 717, p. 1–12, 2013.

Sun, J. & Liu, D. Geometric models for calculating cell biovolume and surface area for phytoplankton, **Journal of Plankton Research**, vol 25, p. 1331–1346, 2003.

TOLEDO JR., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S.J.; AGUDO, E.G. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processos de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais.** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12, Camboriú. Anais... Camboriú: 1983, p.1-34, 1983.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommen der quantitative Phytoplankton: Methodik. Mitteilung Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte. **Limnologie** v. 9, p. 1-38. 1958

VAN DONK, E. & VAN DE BUND, W. J. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. **Aquatic Botany** 72, 261–274, 2002.

WARD, N.D.; KEIL, R.G.; MEDEIROS, P.M.; BRITO, D.C.; CUNHA, A.C.; DITTMAR, T.; YAGER, P.L.; KRUSCHE, A.V.; RICHEY, J.E. (2013) Degradation of terrestrially derived macromolecules in the Amazon River. **Nature Geoscience**, v. 6, p.530-533.